



Jedno- i dwuwarstwowe złoża nitryfikacyjne jako biotechnologiczna metoda usuwania azotu amonowego z wody

Dorota Papciak, Justyna Zamorska

Zakład Oczyszczania i Ochrony Wód, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Politechnika Rzeszowska im. Ignacego Łukasiewicza, Rzeszów

Single and two-layer nitrifying beds for bio-technologic method of removing ammonium nitrogen from water

Summary

The effectiveness of removing ammonium nitrogen from water by bio-filtration method with the use of nitrification beds has been assessed. The tests were carried out using four bioreactors with various fillings: diatomite, active carbon (WG-15), diatomite and sand, as well as diatomite and carbon. The paper analyses the effect of the character of external grain structure on the time of bio-film forming and on the durability of bonds of microorganisms with the carrier material, on the basis of changes in physicochemical parameters of the treated water, as well as scanning pictures of bio-film structure. The nitrification process was found to proceed with the highest effectiveness on two-layer (diatomite-and-carbon) and single-layer (diatomite) beds where the bio-film was most stable with consequential lowest turbidity of the treated water. The other finding was that the second phase of the nitrification process began earlier in two-layer filters.

Key words:

nitrification, biofilm, biofilters, packing material, drinking water.

1. Wstęp

Biochemiczne procesy oczyszczania wody realizowane metodą biofiltracji to procesy wysoko efektywne pod warunkiem trafnego wyboru nośnika i parametrów procesowych (1,2).

Adres do korespondencji

Dorota Papciak,
Zakład Oczyszczania
i Ochrony Wód,
Wydział Budownictwa
i Inżynierii Środowiska,
Politechnika Rzeszowska
im. Ignacego
Łukasiewicza,
Aleja Powstańców
Warszawy 6,
35-959 Rzeszów;
e-mail:
dpapciak@prz.edu.pl

Ważną cechą złóż biosorpcyjnych jest znaczne wydłużenie czasu ich pracy bez regeneracji (w porównaniu z pracą złóż w trybie sorpcyjnym), co spowodowane jest biochemicznym utlenieniem zaadsorbowanych substancji, przez bakterie zasiedlone na wypełnieniu.

Jednym z kierunków badań prowadzonych przez autorki artykułu są badania nad możliwością zastosowania jako wypełnień filtrów biosorpcyjnych, minerałów o właściwościach stymulujących kształtowanie biofilmu. Czas wykształcania biofilmu można skrócić poprzez dodatek do uzdatnianej wody biopreparatów, zawierających substancje odżywcze wraz z bakteriami nitryfikacyjnymi I i II fazy. Problemem jest jednak konieczność utrzymania właściwej koncentracji biomasy w złożu. Wykazano, że aktywność bakterii może być zachowana w wyniku zastosowania techniki unieruchamiania. Najczęściej stosowaną i zarazem najprostszą techniką immobilizacji komórek jest ograniczenie ich ruchu w wyniku adsorpcji lub tworzenia wiązań kowalencyjnych między grupami jonoczynnymi polimerów komórkowych a grupami reaktywnymi nośnika. Szczególnie znaczenie w przebiegu procesu nitryfikacji oraz skróceniu czasu ukształtowania biofilmu, jak się wydaje, może mieć dobór odpowiedniego wypełnienia biofiltru. Szereg zadań jakie ma do spełnienia biofiltracja rozwiązano (w sposób nie do końca zadowalający) stosując jeden rodzaj wypełnienia – biofiltrację jednowarstwową (3,4). Aby zwiększyć wydajność urządzeń, polepszyć jakość wody, a jednocześnie uzyskać oszczędności inwestycyjne i materiałowe, rozważa się możliwość zastosowania biofiltracji wielowarstwowej (5). Zastosowanie tego rodzaju filtrów, oprócz skutecznego usuwania związków azotowych może wpłynąć na poprawę fizycznych wskaźników jakości wody jak barwa i mętność.

W artykule przeanalizowano wpływ charakteru zewnętrznej struktury ziarna na czas kształtowania błony biologicznej i trwałości połączeń mikroorganizmów z nośnikiem na podstawie zmian parametrów fizykochemicznych uzdatnionej wody i zdjęć skaningowych struktury biofilmu. Przedstawiono wyniki badań nad możliwością zastosowania jako wypełnienia filtru nitryfikacyjnego dwuwarstwowego złoża diatomitowo-piaskowego i diatomitowo-węglowego. Ponadto dokonano oceny skuteczności usuwania azotu amonowego z wody przeznaczonej do spożycia, przeanalizowano przebieg zmian stężeń substratów i produktów procesu nitryfikacji NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , oceniono jakość wody pod względem innych parametrów, tj. pH, barwy, mętności oraz porównano z jakością wody uzdatnionej metodą biofiltracji jednowarstwowej na złożach: diatomitowym i węglowym.

2. Metodyka badań

2.1. Przebieg eksperymentu

Badania przeprowadzono na roztworze modelowym sporządzonym na bazie wody wodociągowej, pozbawianej chloru w procesie filtracji na węglu aktywnym. Wodę kierowaną na złożo wzbogacano w azot amonowy za pomocą roztworu NH_4Cl oraz dodawano biopreparat, zawierający bakterie nityfikacyjne (tab. 1).

Tabela 1

Parametry wody uzdatnianej w procesie biofiltracji

Parametr	Jednostka	Wartość min.	Wartość max.
azot amonowy	g N/m^3	2,0	3,6
azot azotanowy(III)	g N/m^3	0,04	0,9
azot azotanowy(V)	g N/m^3	1,32	2,55
pH	–	6,87	8,24
tlen	g O_2/m^3	7,2	8,4
mętność	NTU	0	3
utleniałość	g O_2/m^3	1,9	4,5
temperatura	$^{\circ}\text{C}$	10	16

Badania przeprowadzono z zastosowaniem czterech reaktorów biologicznych o parametrach zawartych w tabeli 2.

Tabela 2

Parametry biofiltrów

Rodzaj złoża	Diatomitowo-węglowe	Diatomitowo-piaskowe	Diatomit	Węgiel aktywny WG-15
średnica biofiltru	0,035 m	0,035 m	0,035 m	0,035 m
wysokość złoża $H=h_1+h_2$	1,2 m	1,2 m	1,2 m	1,2 m
h_1	0,8 m-diatomit	0,8 m-diatomit		
h_2	0,4 m-węgiel WG-15.	0,4 m-piasek		
przepływ	od dołu do góry	grawitacyjny	od dołu do góry	grawitacyjny
prędkość filtracji	ok. 3 m/h	ok. 3 m/h	ok. 3 m/h	ok. 3 m/h

Do badań zastosowano piasek kwarcowy o granulacji 0,7-1,25 mm, granulat diatomitowy o uziarnieniu 1,2-2,0 mm oraz węgiel aktywny WG-15 produkowany do połowy 2000 r. przez firmę GRYFSKAND sp. z o.o. z Hajnówki.

2.2. Metody analizy chemicznej

Analizy fizykochemiczne wody wykonano na podstawie standardowych procedur badawczych:

1) **azot amonowy** – metodą kolorymetryczną z odczynnikiem Nesslerera, PN-94/C-04576-04,

2) **azot azotanowy(V)** – metodą kolorymetryczną z salicylanem sodowym, PN-82/C-04576-08,

3) **azotu azotanowego(III)** – wykonano metodą kolorymetryczną opartą na reakcji azotu azotanowego(III) z kwasem 4-diazobenzenosulfonowym, w wyniku której wytwarza się różowe zabarwienie o natężeniu wprost proporcjonalnym do stężenia azotanów(III) w wodzie,

4) **pH** – metodą elektrometryczną, PN-90/C-04540.01-1489,

5) **barwa** – metodą spektrometryczną, PN-EN ISO 7887,

6) **mętność** – przez pomiar promieniowania rozproszonego według PN-EN ISO 7027,

7) **utlenialność** – metodą nadmanganianową, PN 72/C-04578-02,

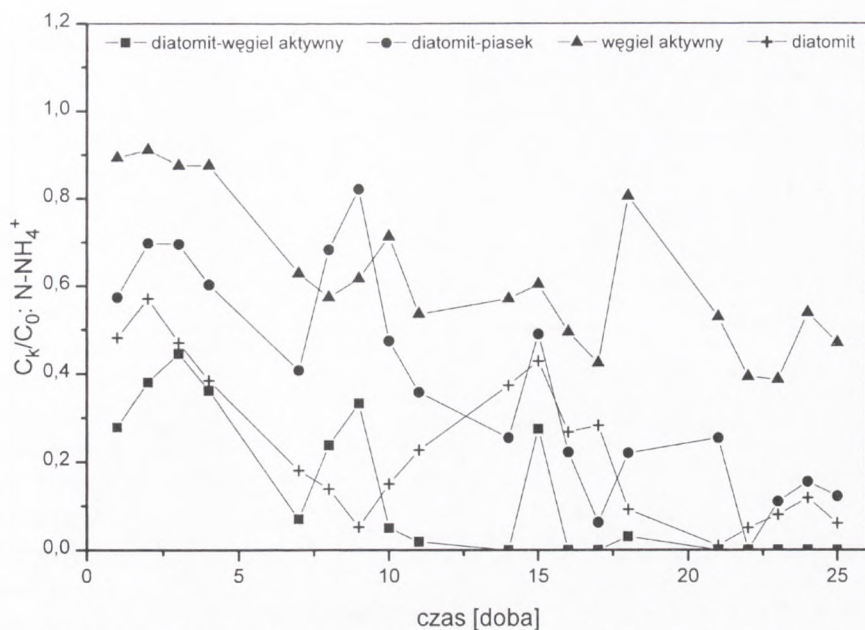
8) **tlen** – metodą elektrochemiczną za pomocą sondy tlenowej Oxi 330/SET niemieckiej produkcji WTW.

2.3. Sposób przygotowania materiału biologicznego do zdjęć mikroskopowych

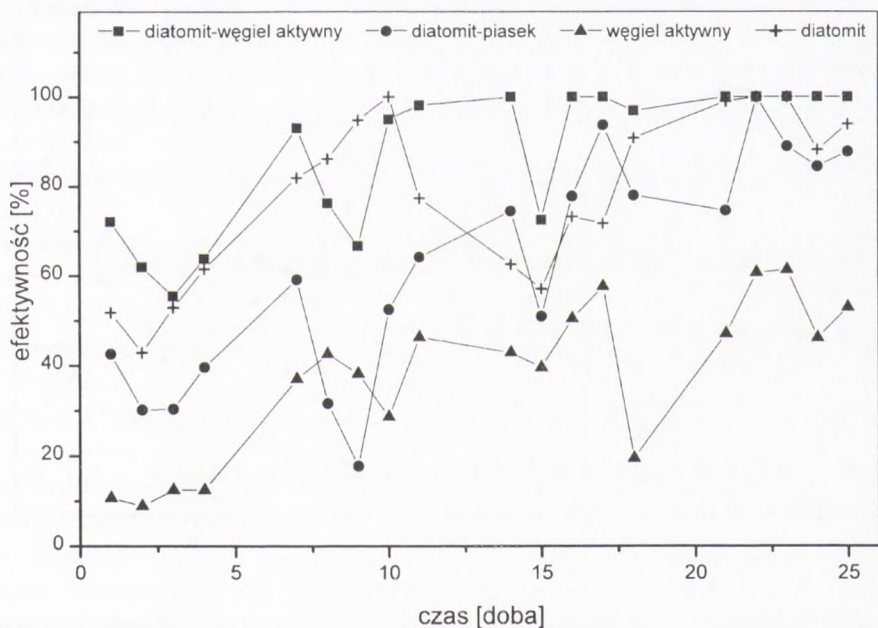
Prezentowane w artykule zdjęcia wykonane zostały przy użyciu elektronowego mikroskopu skaningowego JOEL JSM-5500 LV. Przed wykonaniem zdjęcia próbki materiału filtracyjnego wysuszono w próżni, napyłono cienką warstwą złota i umieszczono w komorze mikroskopu skaningowego.

3. Analiza i dyskusja wyników

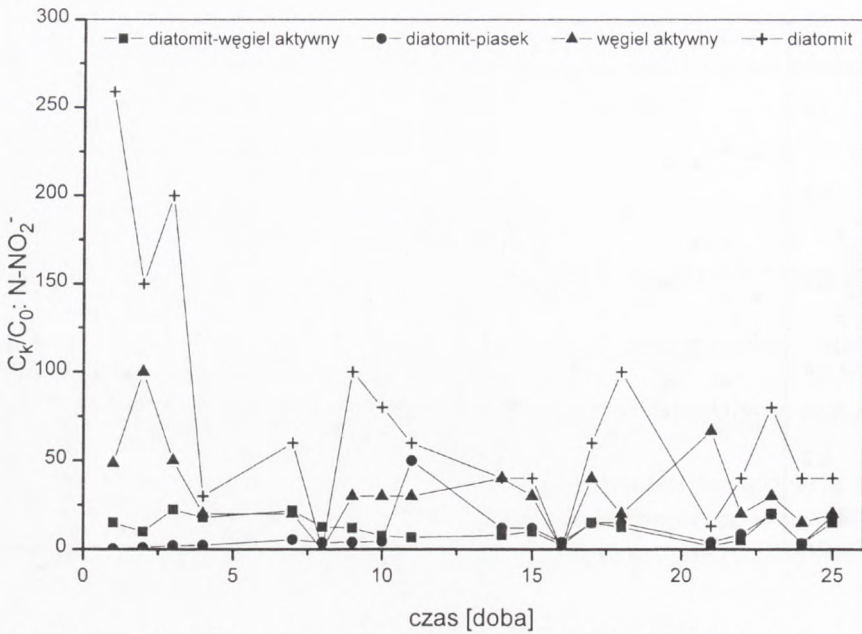
Azot amonowy był usuwany z największą skutecznością na złożu diatomitowo-węglowym i diatomitowym (rys. 1). W obu przypadkach uzyskano wyniki świadczące o całkowitym usunięciu jonów NH_4^+ z filtrowanej wody. Podobne rezultaty otrzymano na filtrze diatomitowo-piaskowym. Tutaj proces przebiegał z nieco mniejszą efektywnością, jednak w wodzie uzdatnionej stężenie azotu amonowego było niższe od dopuszczalnej normy $0,5 \text{ mg NH}_4^+/\text{dm}^3$. Najmniej skuteczny okazał się węgiel aktywny, który usuwał azot amonowy z efektywnością oscylującą wokół 50%



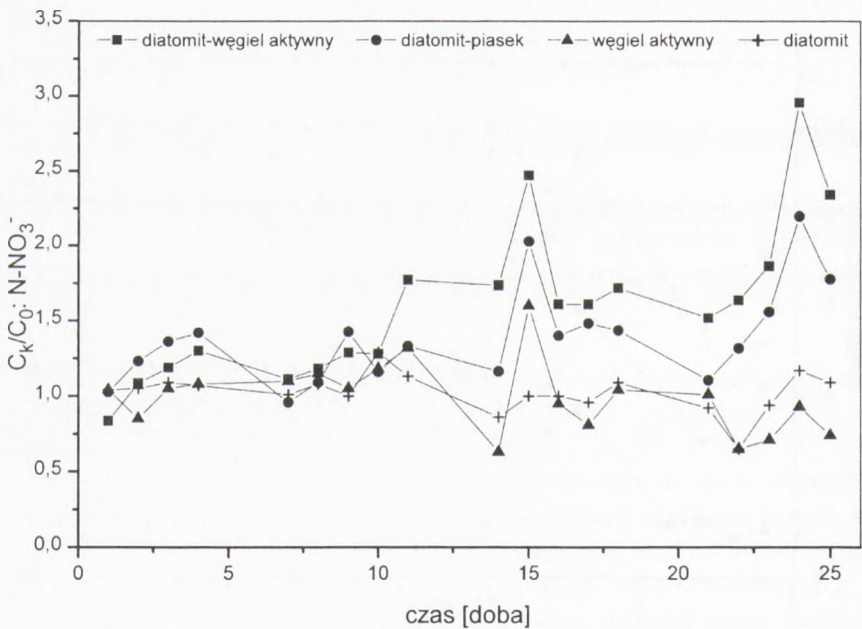
Rys. 1. Porównanie zmian stężeń jonów amonowych w procesie biofiltracji: C_0 – stężenie w wodzie poddawanej biofiltracji, C_k – stężenie w wodzie po procesie biofiltracji.



Rys. 2. Porównanie zmian efektywności usuwania azotu amonowego w procesie biofiltracji.



Rys. 3. Porównanie zmian stężeń jonów azotanowych(III) w procesie biofiltracji: C_0 – stężenie w wodzie poddawanej biofiltracji, C_k – stężenie w wodzie po procesie biofiltracji.



Rys. 4. Porównanie zmian stężeń jonów azotanowych(V) w procesie biofiltracji: C_0 – stężenie w wodzie poddawanej biofiltracji, C_k – stężenie w wodzie po procesie biofiltracji.

i w większości przypadków nie uzyskano wody o wymaganej zawartości azotu amonowego (rys. 2).

We wszystkich analizowanych przypadkach, w filtracji odnotowano wzrost jonów azotanowych(III). Największą zmianę stężenia azotanów(III) pomiędzy wodą surową a uzdatnioną zaobserwowano w wodzie poddanej procesowi oczyszczania na złożu diatomitowym, kolejno węglowym (rys. 3). Duże stężenie jonów azotanowych(III) w filtracji jest zjawiskiem niekorzystnym, ze względu na hamowanie wzrostu bakterii nityfikacyjnych na wypełnieniu biofiltru. Powstający z jonów NO_2^- kwas azotowy(III) może być toksyczny zarówno dla *Nitrosomonas*, jak i *Nitrobacter* (6). Na złożach dwuwarstwowych obserwowano regularne zmiany wartości stężenia azotanów(III), stosunek C_k/C_o wahał się w granicach od 0,3 do 66,6 (rys. 3). W żadnym z omawianych przypadków stężenie azotanów(III) nie obniżyło się do wartości normatywnej $0,5 \text{ mgNO}_2^-/\text{dm}^3$.

W przypadku filtrów dwuwarstwowych zmiany zawartości azotanów(V) w wodzie poddanej biofiltracji kształtowały się podobnie. Podczas prowadzenia eksperymentu wartość stosunku stężenia azotanów C_k/C_o była większa od 1 i wykazywała tendencję wzrostową. Świadczyło to o szybszym rozwoju bakterii nityfikacyjnych II fazy. Na złożach jednowarstwowych stosunek stężenia jonów azotanowych w wodzie uzdatnionej i surowej oscylował wokół wartości 1 (rys. 4).

Mogło to być spowodowane wypłukiwaniem bakterii nityfikacyjnych II fazy lub różnicą w szybkości wzrostu bakterii nityfikacyjnych pierwszej i drugiej fazy, a także zbyt krótkim czasem retencji.

Łomotowski i Haliniak badając usuwanie azotu amonowego z wód podziemnych na filtrach biologicznie aktywnych stwierdzili, że liczba bakterii nityfikacyjnych rosła w miarę wzrostu głębokości złoża i niezależnie od wysokości i rodzaju wypełnienia (piasek, węgiel aktywny) liczba bakterii *Nitrobacter* była większa od liczby bakterii *Nitrosomonas* (7). Na filtrze piaskowym o wysokości 2,5 m przyrost liczby bakterii obserwowano do głębokości 1,5 m, dalej następowało obniżenie ich liczebności (7).

W badaniach mikrobiologicznych wody po filtrach zalanych pospiesznych i fluidalnych wykazano większą liczebność *Nitrobacter* niż *Nitrosomonas* co świadczyło o tym, że bakterie nityfikacyjne drugiej fazy są łatwiej wypłukiwane (7). Można zatem przypuszczać, że może to mieć wpływ na duże stężenie azotanów(III).

Przyczyn kumulacji azotanów(III) można dopatrywać się również w strukturze biofilmu, w którym można wyróżnić warstwę tlenową i anoksydacyjną. Brak tlenu powoduje, że w porach i na powierzchni ziarna zachodzą reakcje z udziałem bakterii heterotroficznych i zahamowana zostaje aktywność biochemiczna bakterii nityfikacyjnych. Ponadto w badaniach z czystymi hodowlami *Nitrobacter* wykazano u niektórych gatunków obecność oksydoreduktazy azotanowej. Enzym ten w warunkach tlenowych katalizuje reakcję utleniania azotanów(III) do azotanów(V), natomiast w anoksydacyjnych – redukcję azotanów(V). Stwierdzono większe powinowactwo tego enzymu do azotanów(V) w porównaniu z azotanami(III) (8). Obecność oksydo-

reduktazy może być zatem powodem nadmiernej kumulacji azotanów(III) oraz hamować pobieranie tlenu.

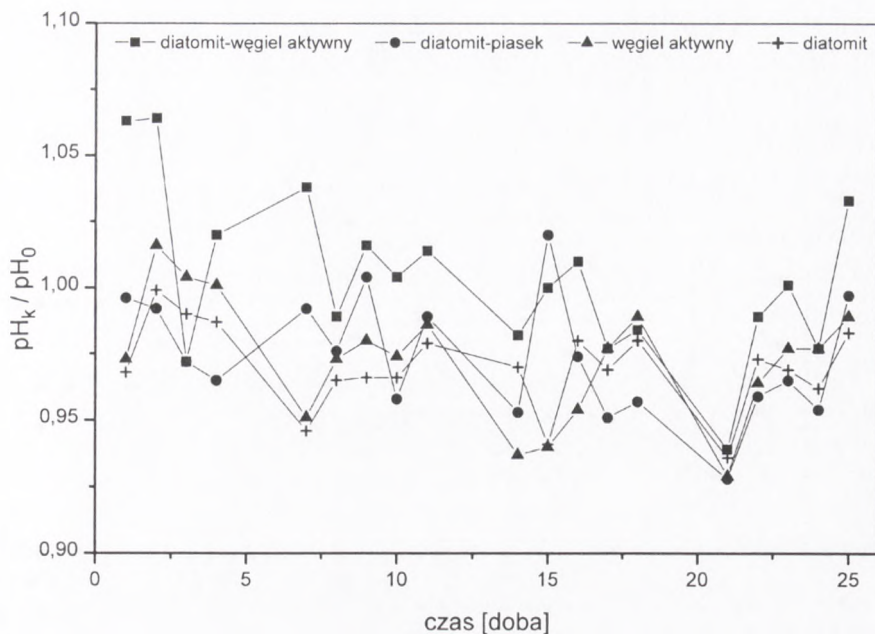
Ponieważ często udowodniane jest, że tlen rozpuszczony może być czynnikiem ograniczającym proces biofiltracji, konieczne jest sprawdzenie czy odnosi się to również do biofilmu nityfikacyjnego. Proces nityfikacji jest procesem bezwzględnie tlenowym i jego zużycie wskazuje na zachodzące w filtrze procesy biologiczne. W literaturze podaje się, że na każdy 1 mg usuniętego azotu amonowego z wody w procesie nityfikacji zużywa się 4,57 mg tlenu (6,8). Bardzo często jednak zużycie to jest dużo niższe i obniżenie stężenia tlenu nie jest stechiometryczne do ilości usuniętego azotu. Spowodowane jest to m.in. tym, że podczas biosyntezy uwalniany jest tlen. Udowodniono również, że w pierwszym etapie utleniania azotu amonowego do hydroksyloaminy tlen może pochodzić z wody, a nie tylko z tlenu cząsteczkowego (9). Jeżeli weźmiemy pod uwagę również fakt, że część azotu jest wbudowywana w komórki mikroorganizmów, to zapotrzebowanie na tlen będzie niższe niż wynika to z równań chemicznych.

Z rozważań tych wynika, że proces biofiltracji na badanych złożach powinien zachodzić bez zakłóceń i azotany(III) w całości powinny zostać utlenione do azotanów(V). Stężenie azotu amonowego w uzdatnianej wodzie sporadycznie przekraczało wartość 3 mg N-NH₄⁺/dm³, a stężenie tlenu mieściło się w zakresie 8,10-9,15 mg O₂/dm³ (tab. 1). Natomiast w wodzie po procesie biofiltracji kształtowało się na podobnym poziomie we wszystkich analizowanych przypadkach i wahało się od 1,75 do 3,5 mg O₂/dm³. Dolne wartości tego przedziału częściej obserwowano w wodzie po biofiltracji na złożu diatomitowo-piaskowym. Fakt ten mógł być spowodowany dodatkowym zużyciem tlenu na mineralizację nagromadzonej w dolnej części biofiltru, obumarłej błony biologicznej.

Odczyn wody uzdatnionej na wszystkich rodzajach złóż kształtował się podobnie, osiągając wartości mniejsze niż w wodzie surowej. W czasie eksperymentu wartość pH była optymalna dla rozwoju bakterii nityfikacyjnych i wynosiła od 7,0 do 8,0 (6). Ulegała obniżeniu w wodzie po biofiltracji, ale nigdy nie była niższa od wartości 6,5, nie mogła mieć zatem wpływu na liczebność i aktywność bakterii nityfikacyjnych (rys. 5).

Utlentialność wody uzdatnionej na złożach jedno- i dwuwarstwowych była wyższa niż wody surowej i wykazywała tendencję wzrostową. Nie przekroczyła jednak wartości dopuszczalnej 5 mg O₂/dm³ dla wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Najprawdopodobniej jej wzrost spowodowany był wypłukiwaniem mikroorganizmów i fragmentów błony biologicznej.

W badaniach nad formowaniem błony biologicznej na różnych wypełnieniach dowiedziono, że istotny jest charakter powierzchni wynikający z cech podłoża oraz struktury porów. Charakter zewnętrznej struktury powierzchni ziarna ma wpływ na kolonizację mikroorganizmów. Namnażanie mikroorganizmów odbywa się zarówno w przestrzeniach międzyziarnowych, jak i w makroporach, których rozmiary umożliwiają wnikanie komórek mikroorganizmów do wnętrza tworząc tzw. miejsca chro-



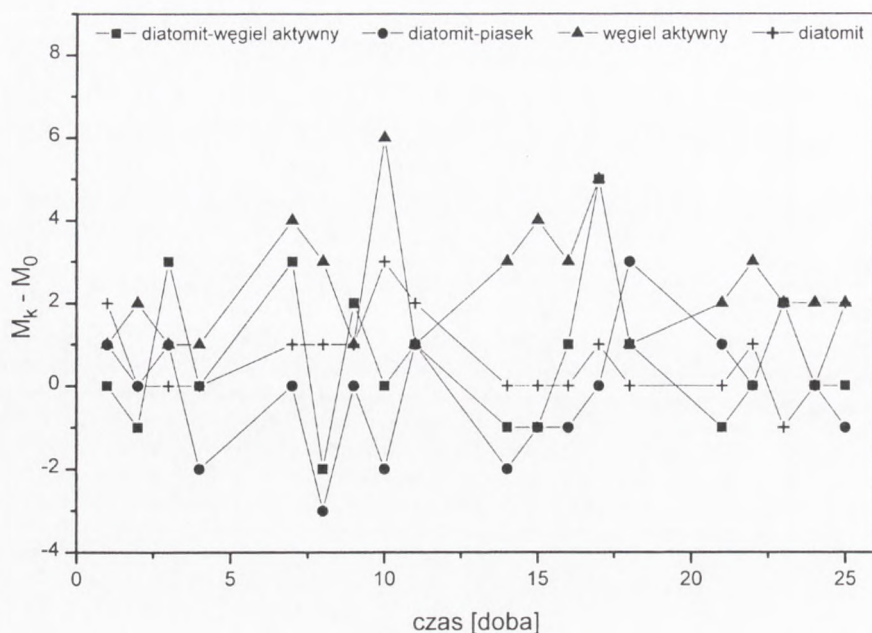
Rys. 5. Porównanie zmian odczynu pH wody w procesie biofiltracji: pH_0 – odczyn wody poddawanej biofiltracji, pH_k – odczyn wody po procesie biofiltracji.

nione przed niekorzystnym działaniem sił ścinających związanych z przepływem wody (10).

Przyczyną gorszej kolonizacji niektórych wypełnień mogą być zbyt gładkie powierzchnie kapilar oraz gorsza dostępność substratów we wnętrzu nieprzepływowymi makroporów. Istnieje wiele teorii na temat wpływu struktury i powierzchni ziaren na wzrost i kształtowanie biofilmu. W jednej z tez zakłada się, że wzrost biomasy na złożu stymulowany jest liczbą miejsc chronionych (10), w innej podaje się, że w kolonizacji liczy się charakter zewnętrznej powierzchni ziarna (11,12).

Stwierdzono, że w filtrach piaskowych namnażanie bakterii odbywa się w przestrzeniach międzyziarnowych złoża, podczas gdy w złożu na węglu aktywnym rozwój bakterii zachodził w wewnętrznych porach i na powierzchni ziaren (7).

Dla efektów uzdatniania wody duże znaczenie ma liczebność i aktywność mikroorganizmów zasiedlających złożo. Według Wanga nie ilość, ale aktywność metaboliczna biomasy wpływa na skuteczność procesów biodegradacji (13). Aby utrzymać maksymalną aktywność mikroorganizmów powinna być odpowiednia grubość błony porastającej złożo. W skład błony biologicznej wchodzi zarówno aktywne bakterie jak i substancje nieaktywne. Pierwsze są odpowiedzialne za usuwanie substratu ze strefy międzyfazowej błona/ciecz tzn. w miejscach formowania się nowych kolonii bakteryjnych lub na skraju już uformowanych. Drugie, nie biorąc udziału w utlenie-



Rys. 6. Porównanie zmian mętności wody w procesie biofiltracji: M_0 – mętność wody poddawanej biofiltracji, M_k – mętność wody po procesie biofiltracji.

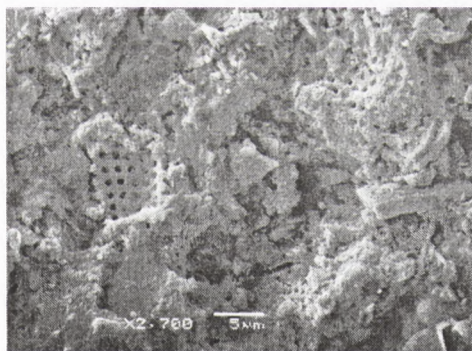
niu biologicznym, wpływają jednak na miąższość błony. Gromadzenie się nieaktywnych substancji w błonie przyczynia się do ograniczenia średniej aktywności mikrobiologicznej. Zalecana grubość dla biofilmu aerobowego wynosi 15-25 μm , przy czym obliczono, że grubość aktywnego biofilmu, w którym następuje reakcja utleniania azotu amonowego wynosi zaledwie 7 μm , pozostała część to tzw. substancje wspierające, nieaktywne (14). Z tego też względu przepływ odwrotny do grawitacyjnego pozwala na optymalne wykorzystanie całej powierzchni złoża, naturalną regulację grubości błony biologicznej i utrzymanie stałej aktywności mikrobiologicznej biofilmu.

Oceny trwałości połączeń mikroorganizmów z wypełnieniem biofiltru dokonano przez obserwację zmian mętności wody. Odrywanie się fragmentów błony biologicznej powoduje wzrost mętności filtratu. Przyczynę odrywania się biofilmu tłumaczy się za pomocą sił adhezji i kohezji lub różnicami struktury biofilmu (15). Pomiar mętności fazy ciekłej może być parametrem informującym o sile wiązań pomiędzy ziarnem i biofilmem. Wzrost mętności może również zależeć od struktury biofilmu. Dla biofilmu tlenowego obserwowano wzrost mętności do 2 NTU dla beztlenowego nawet do 22 NTU (15).

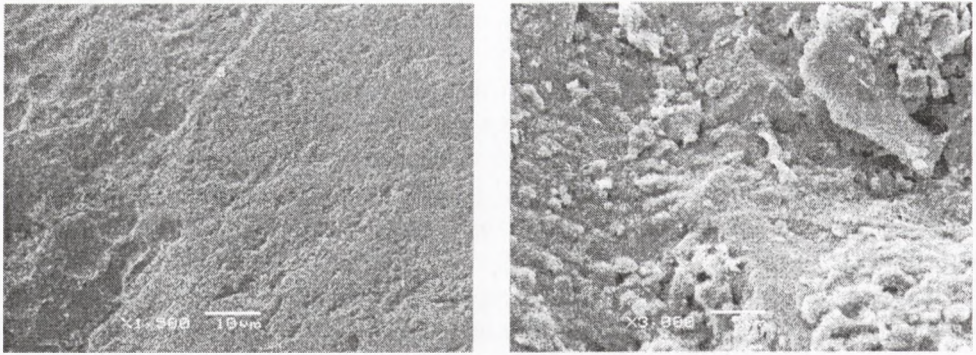
W początkowej fazie dojrzewania złoża najniższe wartości mętności zaobserwowano na złożu diatomitowo-piaskowym (rys. 6). Lepsza jakość wody po filtrze diato-

mitowo-piaskowym mogła być spowodowana kierunkiem przepływu wody. Zastosowany grawitacyjny przepływ wody w filtrze umożliwił wykorzystanie właściwości filtracyjnych piasku. Największą wartością mętności (pomimo zastosowanego przepływu grawitacyjnego) charakteryzowała się woda poddawana biofiltracji na złożu węglowym (rys. 6). Mogło to być spowodowane słabszymi oddziaływaniami pomiędzy biofilmem a ziarnami wypełnienia i powodować wypłukiwanie mikroorganizmów z biofiltru, co potwierdzałoby słabszy efekt technologiczny i dłuższy czas dojrzewania złoża.

Najbardziej stabilna błona biologiczna (pomimo zastosowanego przepływu od dołu do góry) tworzyła się na złożach diatomitowo-węglowym i diatomitowym. Tam odnotowano najmniejszą mętność wody uzdatnionej w okresie, kiedy proces nityfikacji przebiegał z najwyższą efektywnością. Świadczyło to o trwałości wiązań pomiędzy materiałem ziarnistym a biofilmem i silnymi oddziaływaniami pomiędzy samymi organizmami. Główny wpływ na efekt uzdatniania miał diatomit i jego właściwości stymulujące kształtowanie biofilmu. W przeprowadzonych obserwacjach mikroskopowych potwierdzono gąbczastą, pofałdowaną strukturę biofilmu, ściśle pokrywającą ziarna diatomitu. Liczne kanały i komory w strukturze biofilmu umożliwiały głęboką penetrację tlenu i substancji odżywczych, co skutkowało wysokim efektem technologicznym. Na podstawie obrazu z mikroskopu skaningowego JOEL JSM-5500 LV potwierdzono kolonizację mikroorganizmów na powierzchni ziaren złoża diatomitowo-węglowego i diatomitowego. Był to biofilm o luźnej porowatej strukturze charakterystycznej dla biofilmu aerobowego, pokrywający całą powierzchnię ziarna (fot. 1). Natomiast ziarna piasku ze względu na gładką powierzchnię były pokryte błoną biologiczną w niewielkim stopniu (fot. 2).



Fot. 1. Struktura biofilmu na ziarnach diatomitu (na lewo – obraz ziarna diatomitu w 5. dobie pracy złoża, na prawo – obraz ziarna diatomitu ze złoża biosorpcyjnego w 60. dobie pracy, zaznaczony na fotografii fragment jest charakterystyczny dla biofilmu aerobowego).



Fot. 2. Struktura biofilmu na ziarnach piasku (na lewo – obraz ziarna piasku kwarcowego, na prawo – obraz ziarna ze złoża biosorpcyjnego w 60. dobie pracy).

4. Wnioski

1. Na wszystkich złożach realizowany był proces nityfikacji.
2. Zastosowane materiały stanowiące wypełnienie biofiltru decydują o efektywności procesu nityfikacji oraz wpływają na właściwości fizyczne wody (mętność).
3. Nityfikacja przebiegała z największą efektywnością na złożach: diatomito-węglowym i diatomitowym. Skuteczność biofiltru wypełnionego węglem aktywnym była najniższa.
4. Druga faza procesu nityfikacji rozpoczęła się szybciej na filtrach dwuwarstwowych.
5. Najbardziej stabilna błona biologiczna tworzyła się na złożach diatomito-węglowym i diatomitowym co skutkowało najniższą mętnością uzdatnionej wody.

Literatura

1. Papciak D., (2007), *Environmental Engineering*, Taylor & Francis Group, London, 125-132.
2. Papciak D., Zamorska J., (2003), *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej*, 35, 147-160.
3. Zamorska J., Papciak D., (2004), *6th International Scientific and Technical Conference „Water supply and water quality”*, PZiTS O/Wielkopolski, Poznań, t.1, 889-902.
4. Papciak D., (2005), II Kongres Inżynierii Środowiska, Mat. t.1, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, 221-228.
5. Walsdorf W., (2002), *V Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna „Zaopatrzenie w wodę i jakość wód”*, Poznań-Gdańsk, 763-773.
6. Klimiuk E., Łebkowska M., (2003), *Biotechnologia środowiskowa*, PWN, Warszawa, 26-35.
7. Łomotowski J., Haliniak J., (1997), *Ochrona Środowiska*, 3(66), 15-17.
8. Bock E., Wilderer P. A., Freitag A., (1988), *Wat. Res.*, 22, 245-250.
9. Graaf van de A. A., Mulder A., Bruijn de P., Jetten M. S. M., Kuenen J. G., (1995), *Appl. Environ. Microbiol.*, 53, 754-760.

10. Ventresque C., Dagois D. G., Pillard M., Delkominette A., Bablon G., (1994), Journal AWWA, 86(3), 91-102.
11. Molczan M., (1999), Ochrona Środowiska, 3(74), 19-25.
12. Molczan M., (2006), Ochrona Środowiska, 28(3), 9-13.
13. Wang J. Z., Summers R. S., Miltner R. J., (1995), Journal AWWA, 87(12), 55-63.
14. Liu Y., Capdeville B., (1996), Wat. Res., 30(7), 1645-1650.
15. Yun M., Yeon K., Park J., Lee C., Chun J., Lim D. J., (2006), Wat. Res., 40, 45-52.